

8.3. Зообентос Баренцева моря

С.Г. Денисенко, Н.В. Денисенко

Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург

На основе анализа ретроспективного и современного материала рассматривается видовое богатство донной фауны и многолетняя изменчивость количественных характеристик зообентоса Баренцева моря. Обозначена роль ключевых таксонов в формировании биомассы бентоса и его трофической структуры. Показано негативное влияние тралового промысла на донную фауну и выделены наиболее уязвимые районы в водоеме.

Ключевые слова: донная фауна, трофическая структура, биоразнообразие.

DOI: 10.29006/978-5-6045110-0-8/(27)

ВВЕДЕНИЕ

Фауна Баренцева моря, по сравнению с другими морями Северного Ледовитого океана, на сегодняшний день наиболее хорошо изучена, что во многом определяется историческими особенностями развития отечественной морской биологии, в которой исследование морского зообентоса занимает особое место. Большинство представителей этой экологической группы ведет малоподвижный образ жизни и имеет достаточно длительный жизненный цикл, почему их часто и успешно используют в качестве индикаторов и интеграторов многолетних изменений окружающей среды [Денисенко, 2013; АМАР, 2019; Jørgensen et al., 2017; 2019]. Донные беспозвоночные служат кормовой базой бентосоядных рыб, птиц, млекопитающих и являются самостоятельными хозяйственно-значимыми биоресурсами. Все это свидетельствует о существенной значимости зообентоса в морских экосистемах.

К категории зообентоса преимущественно относят беспозвоночных животных. Несмотря на то, что в прибрежных районах Баренцева моря в дночерпатели и драги часто попадают также мелкие бычки, камбалы и песчанки, исторически сложилось, что рыбы – даже ведущие исключительно придонный и оседлый образ жизни – не включаются в состав зообентоса и составляют отдельную категорию – донную ихтиофауну. Зообентос, в зависимости от задач исследования, обычно ранжируют по трем размерным группам, границы между которыми достаточно условны и могут существенно различаться при изучении разных водоемов.

В современных морских гидробиологических исследованиях обсуждается подразделение зообентоса на 4 размерные категории: микро-, мейо-, макро- и мега-. К микрозообентосу относятся одноклеточные простейшие (Protozoa) с размером менее 0.1 мм. Размеры организмов, относящихся к мейобентосу, ва-

рьируют от 0.1 до 5 мм, но большинство авторов считает, что размеры этой группы находятся в пределах 0.1–1.0 мм. Более крупные животные рассматривают как макробентос. При этом верхняя размерная граница макробентосных организмов практически никогда не оговаривается. Еще более расплывчата нижняя размерная граница организмов, подпадающих под понятие «мегафауна» («мегабентос»). Чаще всего к этой категории относят крупных беспозвоночных, облавливаемых тралами и драгами и редко попадающих в дночерпатели.

Вместе с тем, если воспользоваться опытом Л.Л. Численко [1981] по выявлению размерно-видовой структуры разных таксономических групп и населения разных биотопов, представляется более естественной следующая размерная шкала представителей зообентоса: микробентос – <0.1 мм, мейобентос – 0.1–1.5 мм, макробентос – 1.5–30 мм, мегабентос – 30–500 мм, гигабентос – >500 мм. В данном случае разница логарифмов соседних размерных классов примерно одинакова, что хорошо согласуется с современными представлениями о фрактальной размерности мироздания. Верхняя граница размеров мейобентоса близка к той, что принята в пресноводной гидробиологии (2–3 мм). Таким образом, к макробентосу будет относиться именно та размерная фракция организмов, которая облавливается преимущественно дночерпателем и остается на промывочной сетке со стороны ячеи – 1.0 мм.

Выполненные в Баренцевом море за последние 30 лет бентосные сборы на более чем 2000 станциях (рис. 8.3.1а, б) значительно добавили новой информации к данным предшествующих исследований и позволили сформировать более целостное представление о видовом богатстве и количественном развитии зообентоса в водоеме [Денисенко, 2007; 2013; Захаров и др. 2018; Jørgensen et al., 2017].

**ВИДОВОЕ БОГАТСТВО И
БИОРАЗНООБРАЗИЕ ЗООБЕНТОСА.
БИОГЕОГРАФИЧЕСКАЯ СТАТУС МОРЯ**

Современная фауна бентоса Баренцева моря сформировалась в голоцене после отступления ледников и становления гидрологических условий, сходных с нынешними. Однако и в настоящее время видовое богатство донной фауны не находится в состоянии стагнации, а подвержено изменениям, которые на современном этапе, в первую очередь, обусловлены климатическими флуктуациями [Galkin, 1998; Денисенко, 2007, 2013], влияющими как на объем, так и на теплосодержание поступающих в Баренцево море атлантических вод [Loeng, 1991; Drinkwater, 2011]. Нашими исследованиями было показано, что общее количество видов, обнаруженных в водоеме, статистически достоверно зависит от числа выполненных станций ($R = 0.884$) [Денисенко, 2013]. Причем общее количество таксонов в дночерпательных пробах зообентоса отличается в периоды потепления и похолодания (рис. 8.3.1).

Исторически накопление сведений о видовом богатстве зообентоса в Баренцевом море шло постепенно, и количество обнаруженных видов возрастало с увеличением степени изученности моря (табл. 8.3.1). Несмотря на постоянный рост числа зарегистрированных видов, соотношение основных таксономических групп зообентоса за последние десятилетия остается практически неизменным: наиболее значимы четыре группы донных беспозвоночных – Arthropoda (членистоногие), Annelida (кольчатые черви), Bryozoa (мшанки) и Mollusca (моллюски) (рис. 8.3.2). В раздел Varia включены мелкие немногочисленные группы донных беспозвоночных, например, такие, как морские пауки, геферыи, щетинкочелюстные, погонофоры и пр. таксоны.

Согласно последней сводке (табл. 8.3.1), основанной только на отечественных источниках, к 2000 г. в состав донной фауны Баренцева моря входило 2435 видов беспозвоночных. Иллюстрируемое таблицей 8.3.1 резкое возрастание видового богатства донного населения к началу текущего столетия, по сравнению с 1960-ми гг., определяется, главным образом, не только лучшей степенью изученности моря к концу XX в., но и применением более совершенных орудий лова, методов сбора, обработки бентосных проб, совершенствованием таксономической системы и ростом квалификации таксономистов. Кроме того, большое значение для анализа данных и сведения синонимии приобрело создание современных компьютерных программ, позволяющих оперировать большими массивами статистической и фаунистической информации, а появление крупных таксономиче-

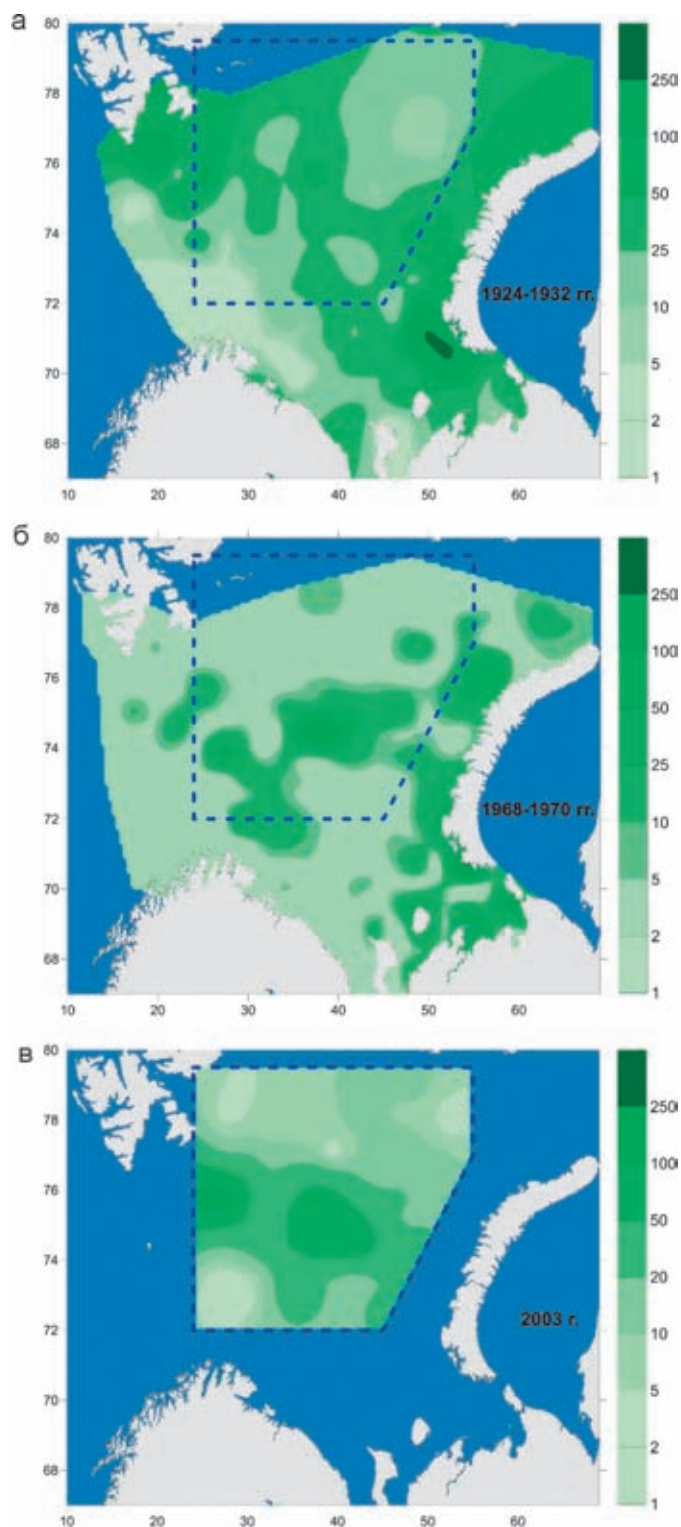


Рис. 8.3.1. Распределение числа видов (в стандартной дночерпательной пробе 0.1 м²) в Баренцевом море в периоды потепления (а – 1924–1932 гг., в – 2003 г.) и похолодания 1968–1970 гг. (б)

ских сайтов, как, например, World Register of Marine Species [WORMS, 2019], во многих случаях упростило работу по видовой идентификации.

Таблица 8.3.1. Видовое богатство донной фауны в Баренцевом море по литературным данным разных лет [Денисенко, 2013]

Архивные материалы	Число станций	Количество видов	Данные*
ПЛАВМОРИН, 1924–1935	475	1550	[Зенкевич, 1963]
ММБИ; ПИНРО; 1958–1970	542	1829	[Брызгин и др., 1981]
ММБИ; 1978–1984	422	1997	[Семенов, 1986]
ЗИН, 1895–1970	~900	2435	[Sirenko, 2001]

Примечание. *Каждая последующая публикация учитывает информацию предыдущих сводок.

Поскольку после 2001 г. более поздних каталогизаций видового состава донных беспозвоночных не проводилось, мы предположили, что возрастание видового богатства зообентоса следует ожидать в результате объединения российских данных с норвежскими сведениями о видовом богатстве бентофауны западной части моря. В частности, за счет включения в общий список баренцевоморских видов 1600 видов, которые были найдены на Медвежинско-Шпицбергенском мелководье [Gulliksen et al., 1999] и 1563 видов, обнаруженных на шельфе у берегов северной Норвегии, который также является частью Баренцева моря [Brattegard, Holthe, 1997]. После объединения указанных сведений с современными данными об обитании 768 видов в центральной части моря [Denisenko et al., 2006] число видов в Баренцевом море увеличилось до 3252 видов, только по одной группе Bryozoa (мшанки) список видов возрос на 30% [Денисенко, 2017]. Это в полтора раза больше, чем было зарегистрировано к началу 2000-х гг. [Sirenko, 2001].

Помимо объединения сведений из разных фаунистических сводок, постоянный рост видового богат-

ства донной фауны происходит благодаря находкам ранее не отмеченных видов и описаниям новых для науки видов. За годы текущего столетия таксономический состав зообентоса Баренцева моря пополнился несколькими десятками видов, принадлежащих к разным систематическим группам [Современный бентос Баренцева и Карского морей, 2000; Granovitch, Sokolova, 2001; Martynov, 2006; Kantor et al., 2008; Макаревич, Ишкулов, 2010; Ekimova et al., 2015; Zimina et al., 2015; Denisenko, 2016; Захаров, Йоргенсен, 2017]. К сожалению, сейчас невозможно назвать полное количество видов зообентоса, населяющих Баренцево море. Прогноз их конечного числа на основе учета не только интенсивности сборов, но и влияния факторов среды на биоразнообразие пока еще невозможен из-за отсутствия разработанных алгоритмов, однако предварительные оценки, имеющие ориентировочный характер, вполне возможны. Так, по нашим оценкам фауна донных беспозвоночных может насчитывать не менее 3500 видов [Денисенко, 2013].

Изучение биогеографии того или иного региона позволяет проследить историю формирования фауны и, напротив, знание биогеографического состава фауны позволяет восстановить отчасти геологическое прошлое того или иного района. Из всех арктических морей России для донной фауны Баренцева моря известно наиболее сложное сочетание биогеографических категорий, поскольку в море наблюдается взаимовлияние водных масс различного происхождения. Атлантические воды способствуют проникновению атлантических элементов донных беспозвоночных, арктические виды обитают преимущественно в зоне влияния Арктических вод, а широко распространенные бореально-арктические виды, наиболее многочисленные, обитают повсеместно. Встречаются в Баренцевом море также виды тихоокеанского происхождения, которые вселились в Северный Ледовитый океан из Тихого океана еще в доледниковое время, и во времена послеледниковой трансгрессии океана, благодаря существовавшим течениям западной направленности, распространились из

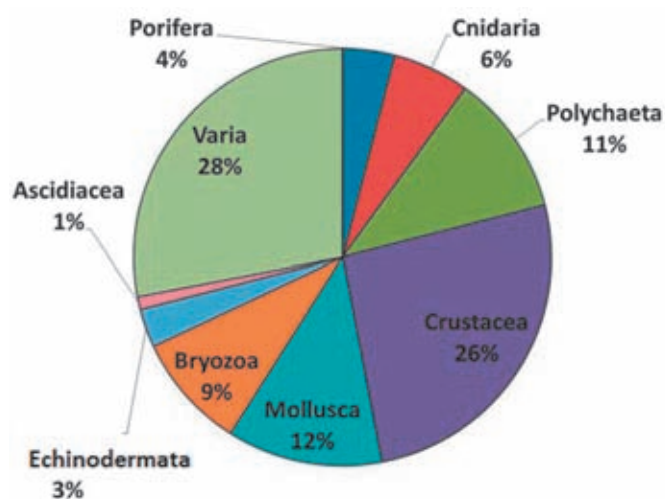


Рис. 8.3.2. Таксономический состав донной фауны в Баренцевом море (объяснения в тексте)

восточных районов Северного Ледовитого океана до юго-восточной части Баренцева моря.

Именно обнаружение в Баренцевом море вод различного происхождения побудило многих исследователей провести биогеографическое районирование его акватории. С начала прошлого века для разных систематических групп построено более 20 биогеографических границ между Арктической и бореальной Атлантической биогеографическими областями. Такое многообразие результатов было связано как со сменой биогеографических подходов к построению границ и выделению биогеографических выделов, так и с наблюдаемыми климатическими флуктуациями. К началу 1980-х гг. пришли к общему мнению о том, что море разделяется на две части условной границей, проходящей от южной оконечности Шпицбергена через о-в Медвежий к проливу Маточкин Шар в архипелаге Новая Земля [Голиков, 1980]. В конце 1980-х гг. по результатам биогеографического районирования для нескольких групп беспозвоночных был выделен Баренцев округ, имеющий низший

биогеографический ранг в рамках проведенного биогеографического районирования [Антипова и др., 1989; Денисенко, 1990]. Кроме того, в Баренцевом море была оконтурена переходная биогеографическая зона, в пределах которой в случае климатических флуктуаций наблюдается смещение границы между Арктической и бореальной Атлантической биогеографическими областями, соответствующей 50% соотношению бореальных и арктических видов [Антипова и др., 1989; Денисенко, 1990; Анисимова, 2000] (рис. 8.3.3).

К аналогичному выводу о присутствии переходной биогеографической зоны между биогеографическими областями пришел и А.Н. Миронов [Mironov, 2013], который сравнивал разные подходы к выявлению биогеографических границ в морях Арктического региона. В 2013 г. было показано, что расположение биогеографических границ и переходной зоны статистически достоверно соответствует пространственному распределению статистически сглаженных максимальных значений температурных

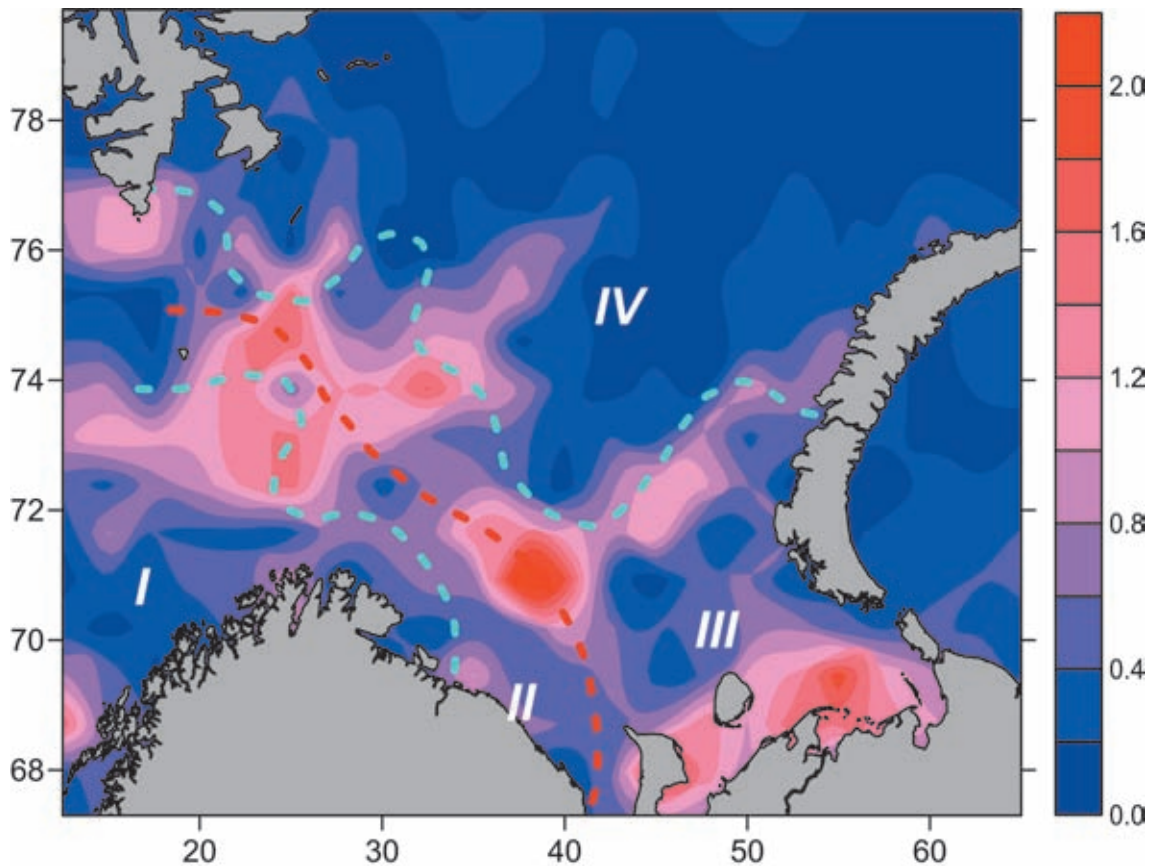


Рис. 8.3.3. Биогеографическое районирование Баренцева моря [Денисенко, 1990] и распределение среднегодовых среднееголетних градиентов ($0.2^{\circ}\text{C}/0.7\varphi$) придонной температуры (1925–1995 гг.) [Денисенко, 2007].

I – Норвежская провинция бореальной Атлантической биогеографической области; II – условная граница между бореальной Атлантической и Арктической биогеографическими областями; III – переходная зона; IV – Баренцев округ Западно-Сибирской провинции Арктической области. Шкала справа – величина градиента придонной температуры

градиентов для поверхностных и придонных вод Баренцева моря за последнее столетие [Матишов и др., 1998]. Температурный перепад в 2°C препятствует массовому проникновению бореальных видов на восток – северо-восток и арктических видов в западные районы [Денисенко, 2013]. Вполне закономерно смещение полей в указанных температурных градиентах, а также уменьшение самой среднегодовой аномалии в западных районах моря до 0.9–1.3°C, которое наблюдается в настоящее время [Карсаков и др., 2016] и способствует расширению ареалов тепловодных видов на восток и на север. Предположительно эти изменения охватывают сообщества мобильной эпифауны, которые способны быстро реагировать на изменения температурного фактора. В отношении беспозвоночных инфауны – животных, обитающих в поверхностном слое донного осадка, эти изменения должны происходить медленнее. Подобные изменения в видовом составе зообентоса вследствие флуктуаций термического режима в придонных слоях воды наблюдались и прежде, и на это указывают исследования донной фауны на разрезе Кольский меридиан (33°30' в. д.) [Галкин, 1984; Денисенко, 2013]. Недавно появилось сообщение о смещении границы к северу и к востоку [Zimina et al., 2015] от ее положения, выявленного на основе данных, собранных до начала резкого и устойчивого повышения придонной температуры воды в Баренцевом море в начале текущего столетия [Øigård et al., 2013], но пока это смещение все еще не выходит за пределы переходной зоны между биогеографическими областями [Антипова и др., 1989; Денисенко, 1990; Анисимова, 2000].

КОЛИЧЕСТВЕННОЕ РАЗВИТИЕ И ТРОФИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ЗООБЕНТОСА

В отличие от фаунистических и биогеографических исследований, изучение количественного распределения зообентоса в Баренцевом море и его структурно-функциональных характеристик [Броцкая, Зенкевич, 1939; Идельсон, 1930, 1933; Филатова, 1938; Ходкина, 1964; Антипова, 1975] вплоть до последней четверти предыдущего столетия испытывало определённые трудности, связанные с ручной обработкой больших массивов данных и несовершенством картографических методов. Появление соответствующих компьютерных технологий позволило одновременно обрабатывать информацию не только о таксономическом составе, но и о количественной представленности видов с огромного числа станций, что существенно повысило корректность конечных результатов.

Анализ данных по учету зообентоса на 550 дночерпательных станциях, выполненных в 1924–1932 гг., на

89 – в 1947–1959 гг., на 417 – в 1968–1970 гг., на 80 – в 1992–1995 гг. и на 215 – в 2003–2006 гг., показал, что количественное распределение биомассы зообентоса по акватории Баренцева моря крайне неоднородно и варьирует от нескольких граммов до 1 кг/м² [Денисенко, 2013]. На картосхемах генерального распределения зообентоса в разные годы наблюдений отчетливо выделяются зоны повышенных значений биомассы в районах Медвежинско-Шпицбергенского мелководья, на Надеждинском мелководье, у побережья Новой Земли, в Печорском море, на Центральной возвышенности и у Лофотенских островов (рис. 8.3.4).

Конфигурация этих зон напоминает таковую для биомасс мегабентоса, собранного с использованием тралов [Jørgensen et al., 2019], но практически не согласуется с ними пространственно.

Сравнение средних значений биомассы, рассчитанных по данным, полученным при использовании одинаковых орудий лова для разных периодов исследований, демонстрирует уменьшение биомасс макрозообентоса в прошлом веке почти в два с половиной раза: с 147 г/м² по данным 1924–1932 гг. [Зенкевич, 1970] до 59.5 г/м² – рассчитано по данным Т.В. Антиповой [1975]. По оценке С.Г. Денисенко [2013], обработавшего данные многолетних гидрологических наблюдений за последние 100 лет, наиболее существенное влияние на количественную и качественную структуру зообентоса из естественных факторов оказывают гидрологические условия. Их влияние имеет четкую региональную выраженность, температура наиболее значима для зообентоса в юго-западной, западной и юго-восточной частях моря, соленость – в юго-восточной.

Представляется немаловажным, что исследования ПИНРО и ЗИН РАН в 2003–2008 гг., позволившие получить новые сведения о количественном развитии зообентоса в Баренцевом море [Anisimova et al., 2010; Денисенко, Анисимова, 2013], свидетельствуют о сходных закономерностях распределения биомассы в разные периоды наблюдений [Антипова, 1975] и значительном ее снижении в отдельных районах Баренцева моря (в основном это касается его южных и юго-западных участков) по сравнению с исследованиями 1930-х гг. [Зенкевич, 1963]). Причины резкого сокращения биомассы будут объяснены ниже.

Несмотря на указанные различия в величине биомассы в разных районах моря, везде ее изменения демонстрируют четкое уменьшение с глубиной, что еще в 1930-е гг. объяснялось «уменьшением» количества органического вещества в придонном слое воды и грунте [Идельсон, 1933]. В 1970 г. Л.А. Зенкевич [1970] также пришел к выводу, что плотность

поселений зообентоса обуславливается количеством питательных ресурсов. Использование современных статистических подходов к оценке сопряженности количественного развития зообентоса с факторами среды показало достоверную корреляцию ($R > 0.5$) с глубиной, продолжительностью сезонного покрытия акватории моря льдом, придонной температурой, содержанием песка и пелита в донных осадках. Из биотических факторов, таких как органический углерод в донных осадках и величина первичной продукции, наиболее важен второй. Причем в районах квази-

перманентного расположения ледовой кромки поток фитодетрита, поступающий в бенталь из фотического слоя, максимален [Денисенко, Титов, 2003]. Построенные трендовые поверхности (рис. 8.3.5) демонстрируют насколько перечисленные факторы скоррелированы между собой [Денисенко, 2013], биомассой и продукцией зообентоса.

Справедливость выводов о зависимости величины биомассы зообентоса от рассмотренных выше факторов среды позже была подтверждена исследованиями, выполненными с использованием мате-

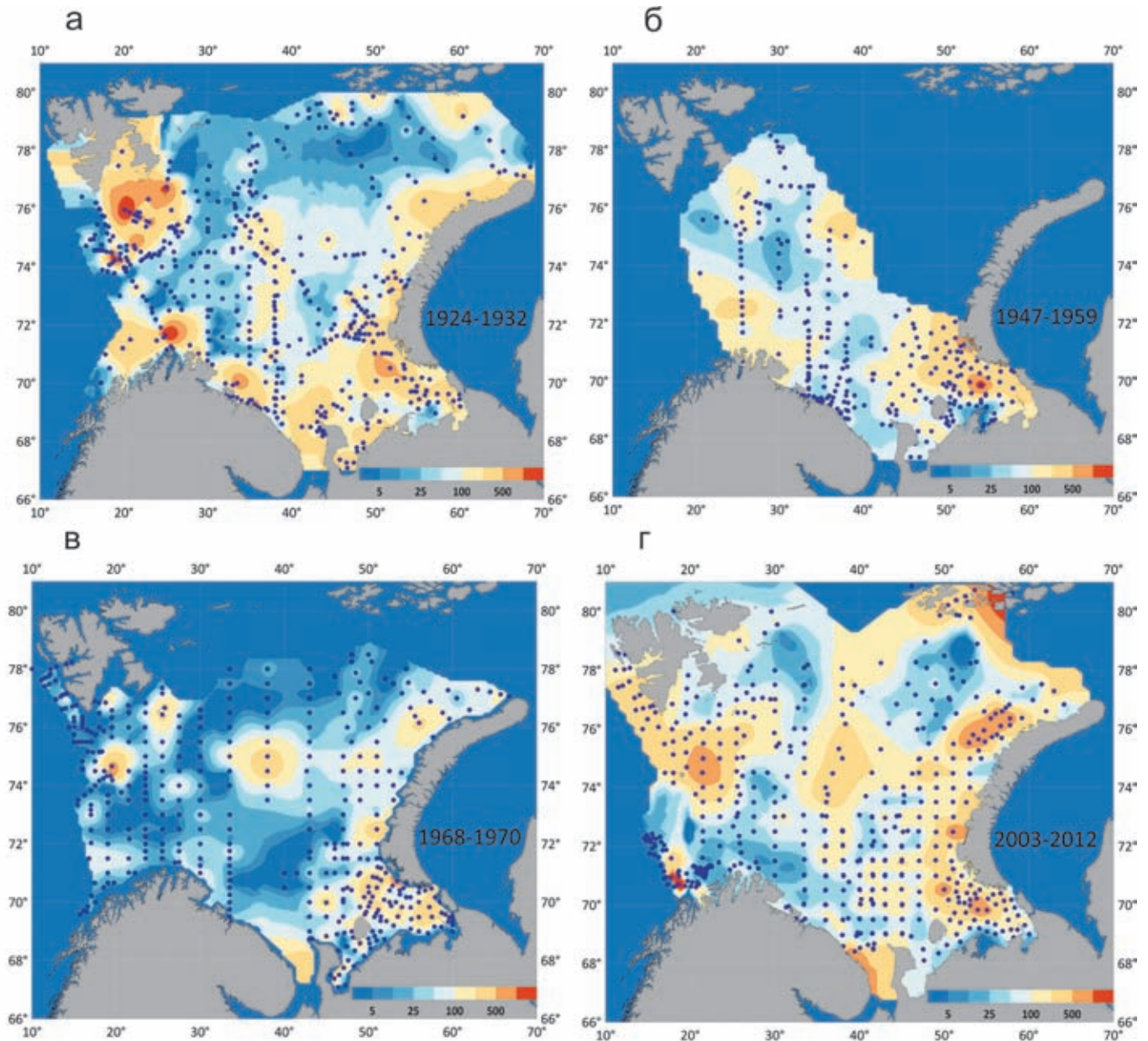


Рис. 8.3.4. Распределение влажной биомассы зообентоса ($\text{г}/\text{м}^2$) в Баренцевом море в разные периоды исследований: а, б, в – по архивным данным; г – по результатам наших собственных наблюдений в 2003–2005 гг. и по оцифрованным данным из публикаций [Фролова и др., 2014; Захаров и др., 2018; Anisimova et al., 2010; Wlodarska-Kowalczyk et al., 2016] и интернет ресурса MAREANO [MAREANO, 2019]

риалов, полученных при анализе траловых сборов [Jørgensen et al., 2017; 2019]. Все это позволяет сделать вывод о том, что при дальнейшем потеплении климата в северном полушарии и неизбежном сдвиге ледовой кромки в северо-восточном направлении произойдет соответствующее смещение зон повышенной первичной продукции, которое, в свою очередь, вы-

зовет перераспределение бентосных биоресурсов и смещение части из них на север. Такие изменения, безусловно, будут сопровождаться и сдвигом биогеографических границ на север и северо-восток [Galkin, 1998; Wassmann et al., 2006; Денисенко, 2007, 2013].

На настоящий момент установлено, что до 80% общей биомассы зообентоса Баренцева моря

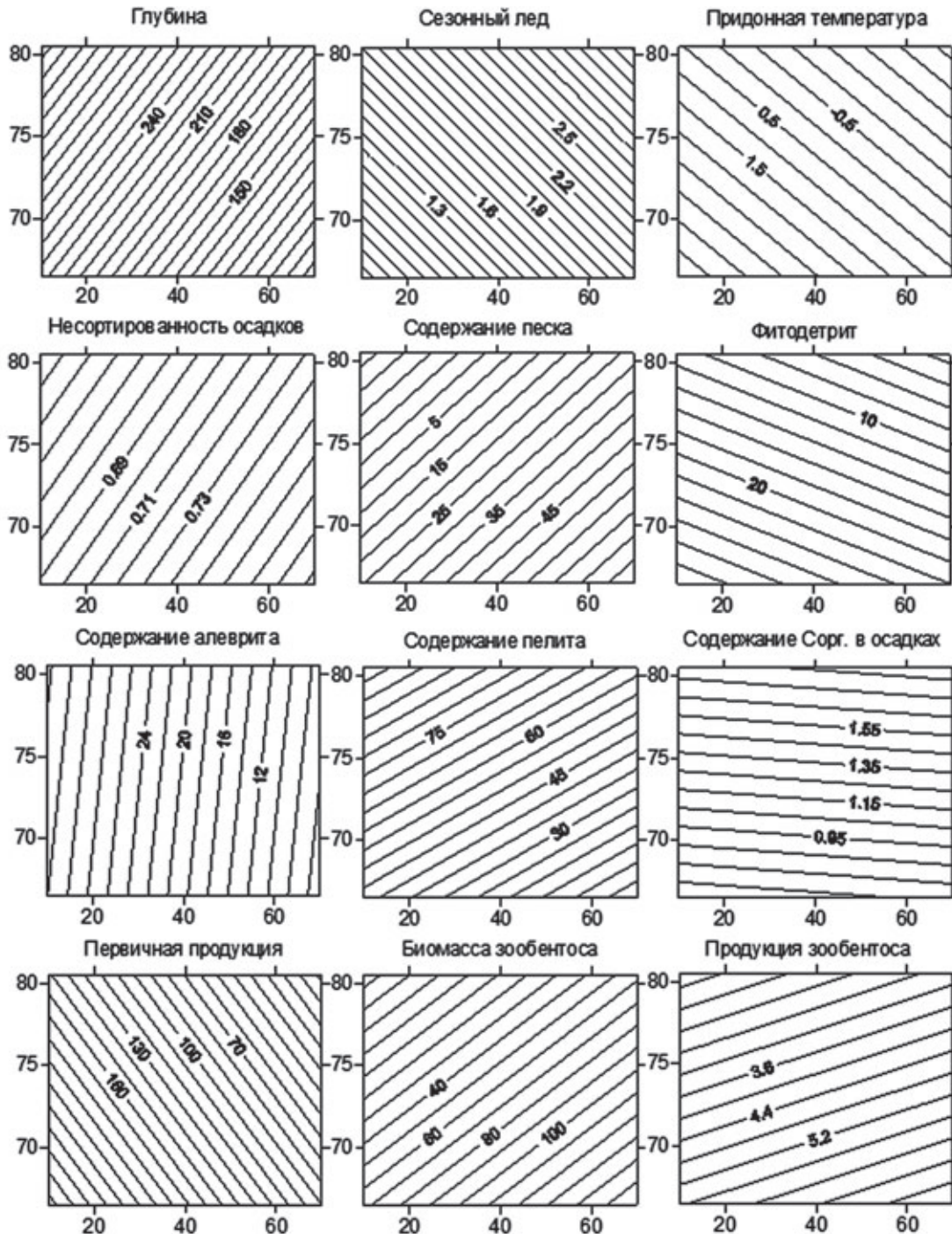


Рис. 8.3.5. Трендовые поверхности для основных абиотических факторов, первичной продукции, биомассы и продукции зообентоса в Баренцевом море [Денисенко, 2013].

По оси абсцисс – восточная долгота, град.; по оси ординат – северная широта, град.

формируют всего 22 таксона (преимущественно в ранге вида) донной фауны. При этом 50% общей биомассы приходится на 7–8 видов. Это двустворчатые моллюски – *Tridonta borealis*, *Macoma calcarea* и *Ciliatocardium ciliatum*, сипункулида – *Golfingia margaritaceum*, морские ежи – в основном *Strongylocentrotus pallidus*, усоногий рачок – *Balanus balanus*, и морская звезда – *Ctenodiscus crispatus*. Из крупных таксонов, преимущественно в ранге классов, выражено резкое преобладание двустворчатых моллюсков (более 40% от общей биомассы, как по влажной массе, так и по энергетическому эквиваленту). Группа усоногих ракообразных, никогда не рассматривавшаяся как более или менее значимая в совокупном зообентосе Баренцева моря, оказалась на втором месте (рис. 8.3.6). Удивительно малой оказалась доля Polychaeta, значимость Sipunculida существенно превзошла ожидаемую. Показано, что биомасса пропорциональна средней индивидуальной массе особей [Denisenko, 2004].

Как неотъемлемая составляющая морских экосистем, донное население широко представлено в различных пищевых сетях и цепочках и после зоопланктона является вторым по значимости потребителем первичной продукции. При этом многие виды бентоса – объекты питания демерсальных рыб [Planque et al., 2014]. В Арктике бенто-пелагическое взаимодействие наиболее ярко выражено в районах сезонно покрытых льдом [Денисенко, Титов, 2003; Wassmann et al., 2006; Cochrane et al., 2009; Anisimova et al., 2011]. В Баренцевом море наиболее высокая биомасса [Денисенко, 2013] и вторичная продукция зообентоса [Degen et al., 2016] наблюдаются именно в зонах наиболее продолжительного среднемноголетнего положения кромки льда. Современное сокращение площади морского льда и связанное с этим перемещение

ледовой кромки к полюсу [Алексеев, 2014; Алексеева и др., 2018; Wang et al., 2009] могут привести к заметному снижению в будущем продукции зообентоса и объемов вылова ценных бентосоядных рыб в традиционных промысловых районах водоема.

На поверхности морского дна в перераспределении и реминерализации органического углерода, поступающего из фитали, участвуют не только представители эпифауны, но и животные, обитающие в толще донного осадка: многощетинковые черви, моллюски, гефереи [Bluhm et al., 2009; Blicher, Sejr, 2012]. По типу питания в общей биомассе зообентоса Баренцева моря доминируют неподвижные, малоподвижные, подвижные и необлигатные фильтраторы (62–68% от общей биомассы) (рис. 8.3.7), поселения которых по площади значительно уступают районам, занятым детритофагами и грунтоедом [Зацепин, Риттих, 1968; Кузнецов, 1970, 1980].

Оценка значимости разных трофических групп стандартными методами картографической интерполяции позволила подсчитать не только площади, занимаемые этими группировками, но и их среднюю биомассу на этих площадях (табл. 8.3.2).

Анализ количественных выборок продемонстрировал хорошую статистическую взаимосвязь биомассы, количества трофических групп, плотности поселений и количества видовых таксонов. Установлено, что биомасса пропорциональна средней индивидуальной массе особей, и чем больше количество таксонов и количество трофических групп, тем выше разнообразие видов по числу особей и биомассе, а также разнообразие трофических групп по количеству таксонов и биомассе. В то же время с ростом плотности поселений и биомассы возрастает только информационное разнообразие трофических групп, рассчитанное по численности таксонов [Денисенко, 2006].

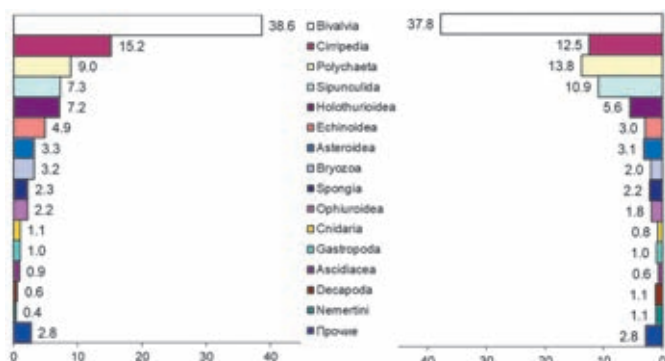


Рис. 8.3.6. Вклад крупных таксонов (%) в суммарную биомассу зообентоса в Баренцевом море в 1968–1970 гг.

Слева – влажная биомасса, справа – эквивалент биомассы в органическом углероде [Денисенко, 2013]

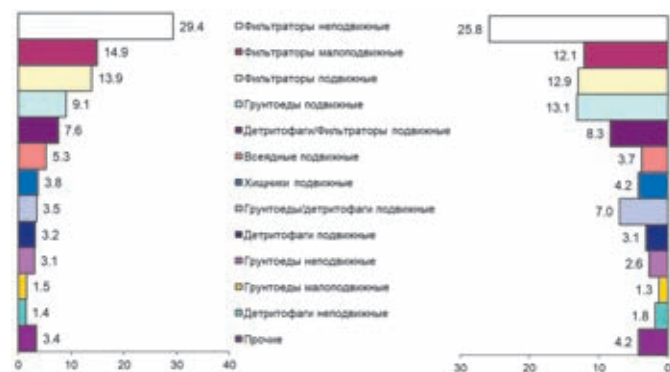


Рис. 8.3.7. Вклад разных трофических групп (%) в суммарную биомассу зообентоса в Баренцевом море в 1968–1970 гг.

Слева – влажная биомасса, справа – эквивалент биомассы в органическом углероде [Денисенко, 2013]

Отдельные из вышеперечисленных зависимостей не были обнаружены нами в некоторых других морских регионах [Денисенко, 2010; Denisenko et al., 2015], что указывает либо на возможность

существования пространственных фрактальных в структуре морского зообентоса, либо на наличие эффекта корреляций в неоднородных группах.

Таблица 8.3.2. Количественные характеристики основных трофических групп зообентоса в Баренцевом море [Денисенко, 2013]*

Пищевые группировки и типы питания донных беспозвоночных	Площадь группировки, млн км ²	Общая биомасса группировки, г×м ²	Биомасса данной группы в группировке, г×м ²	Биоресурсы в группировке тыс. т	Доля в биомассе других группировок				Биоресурсы в других группировках, тыс. т	Биоресурсы всей группировки или группы, тыс. т
					I	II	III	IV		
1) Неподвижные сестонофаги	154	394	300.0	46200	–	0.025	0.023	0.047	3317	50076
2) Подвижные сестонофаги	392	138	83.2	32614	0.089	–	0.165	0.047	8874	43854
3) Собирающие детритофаги	378	61	35.3	13343	0.06	0.129	–	0.171	14340	31318
4) Глотающие детритофаги	478	90	55.6	26576	0.006	0.083	0.111	–	5540	33979
Плотоядные**	–	–	–	–	0.06	0.116	0.073	0.098	12295	15824
Прочие**	–	–	–	–	0.024	0.044	0.05	0.02	4403	5799
Итого:	1402	–	–	–	–	–	–	–	–	180850

Примечание. * Данные для колонок 1–4 взяты из таблицы 17 в статье [Кузнецов, 1970], для колонки 6 – из таблицы 27 в монографии того же автора [Кузнецов, 1980] и стандартизированы по значениям колонок 3 и 4.

** Группа плотоядных животных и группы животных с другими типами питания не образуют самостоятельных группировок.

КЛИМАТИЧЕСКИ ОБУСЛОВЛЕННЫЕ ВАРИАЦИИ ЗООБЕНТОСА В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ

В качестве реперного района для изучения многолетних флуктуаций зообентоса под воздействием изменений климата наиболее удобна юго-западная часть Баренцева моря, а точнее, 11 стандартных станций, расположенных на расстоянии 30 миль друг от друга вдоль разреза «Кольской меридиан», где отбор количественных проб бентоса выполнялся периодически. Постанционное сравнение биоразнообразия в 1990-е годы показало, что на обследованных станциях разреза наиболее богатая фауна обитает в его южной части, ближе к берегу, а с возрастанием глубины и удалением от берега количество видов уменьшается (рис. 8.3.8). Максимальное число видов – 90 (1995 г.) и 93 (1997 г.) – было зарегистрировано на прибрежной станции, расположенной на смешанных илисто-песчаных осадках с подстилающей глиной,

гравием и спикулами губок, приуроченных к местам размыва мелких фракций донного осадка.

Заметно большее разнообразие фауны на прибрежных станциях Кольского разреза в определенной степени можно объяснить не только лучшей уловистостью дночерпателя ван Вина, применявшегося при проведении отбора проб в 1997 г., хотя на остальных станциях разреза число видов в пробах оставалось практически прежним, но и увеличением в пробах числа бореальных и бореально-арктических видов. А их возрастание происходит, как уже отмечалось в литературе [Несис, 1960; Галкин, 1984], при повышении теплосодержания водных масс.

Как показали предшествующие исследования, среднее количество таксонов (видов), обнаруженных на первой станции Кольского разреза, вплоть до 1984 г. монотонно падало (1935>1947–1948>1957>1968–1969), а начиная с 1984 года, постоянно росло (1984<1995<1997). Кроме видового богатства фауны

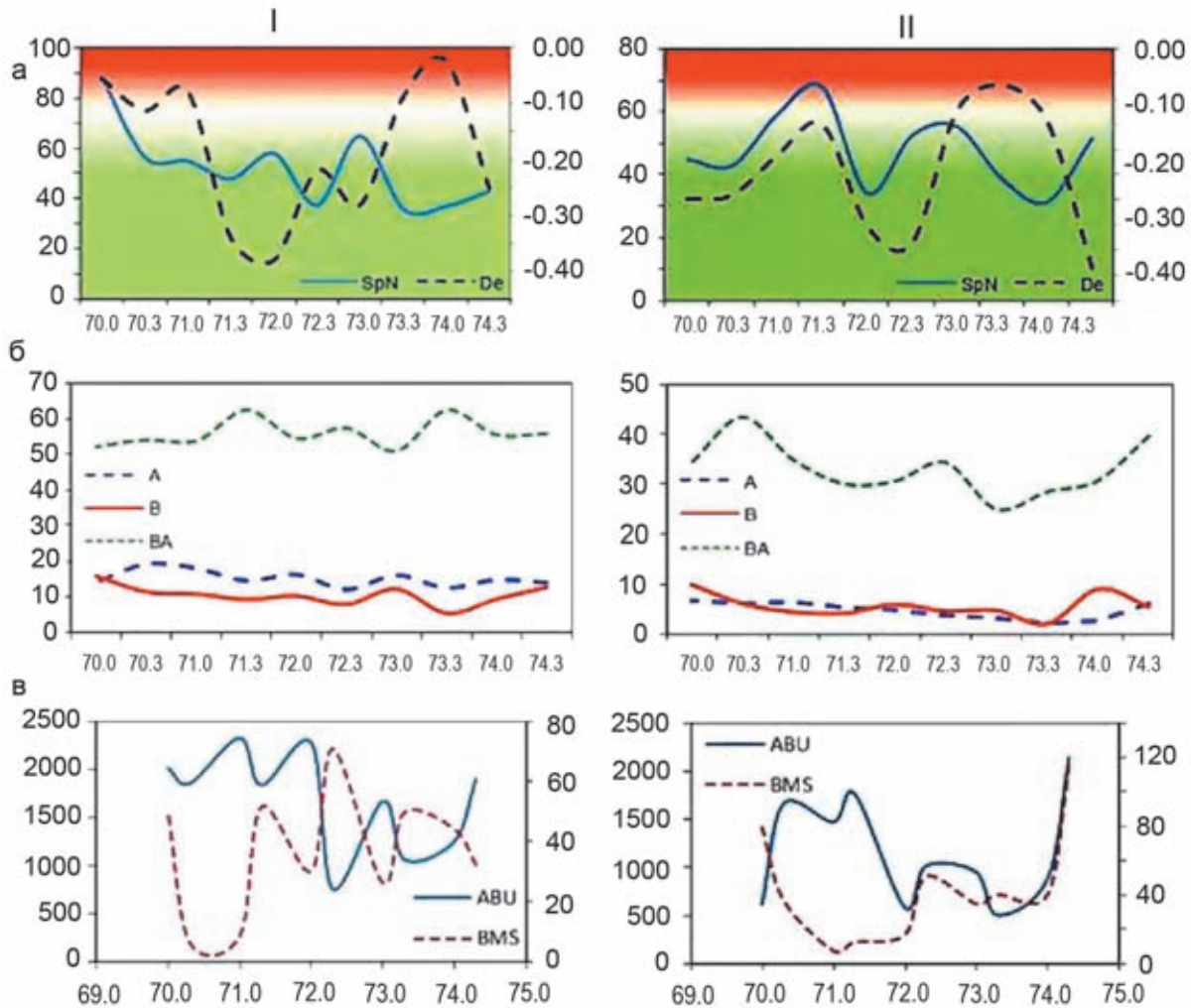


Рис. 8.3.8. Распределение общего количества видов зообентоса (SpN) и индекса D_E (а); относительного количества (%) арктических (А), бореальных (В) и бореально-арктических (ВА) видов (б); общей численности (ABU , инд. $\times m^{-2}$) и биомассы (BMS , $г \times m^{-2}$) (в) вдоль Кольского разреза в 1995 г. (I) и в 1997 г. (II)

изменения затронули количественные характеристики зообентоса. При этом изменялась не только величина общей биомассы, но и биомасса основных фоновых видов, что сопровождалось сменой доминант [Denisenko, 2001]. Сопоставление изменений характеристик зообентоса с изменениями температурного режима придонного слоя воды позволило установить, что в периоды сравнительно устойчивого потепления (в середине 1940-х и конце 1980-х – начале 1990-х годов) видовой состав донной фауны в Баренцевом море вдоль Кольского разреза был сходным и характеризовался доминированием по биомассе *Spiochaetopterus typicus* (рис. 8.3.9). В 1935 г. этот вид также был среди наиболее массовых, но уступал бореально-арктической морской звезде *Stenodiscus crispatus* и субтропическо-бореально-арктической полихете *Maldane sarsi*. Непосредственно после похолодания

в 1960-е годы видовой состав зообентоса менялся, и по биомассе начинали преобладать *M. sarsi*, *Astarte crenata* и *Ophiura sarsi*. Эти три вида являются широко распространенными бореально-арктическими формами с достаточно широким температурным диапазоном толерантности. Их находки в сибирских морях [Sirenko, 2001] подтверждают возможность отмеченного выше доминирования в ряде районов Баренцева моря после похолоданий. На прибрежных станциях до 70° с. ш., расположенных вне прямого воздействия Мурманского прибрежного течения, *M. sarsi* преобладала по биомассе во все периоды наблюдений, что вероятно обусловлено там более низкой придонной температурой воды.

Отмеченная выше смена доминант происходила не между бореальными и арктическими видами, а между бореально-арктическими видами, что, скорее

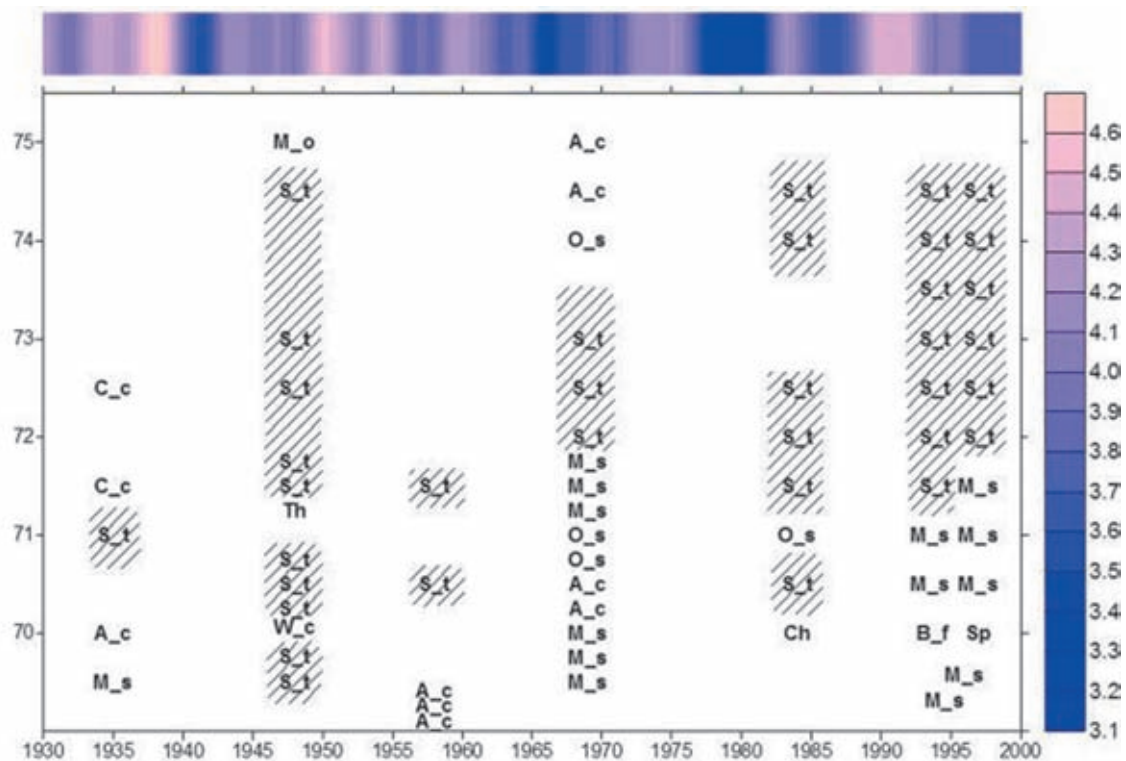


Рис. 8.3.9. Доминирующие виды на станциях Кольского разреза в разные периоды исследований. *C_c* – *Ciliatocardium ciliatum*, *S_t* – *Spiochaetopterus typicus*, *A_c* – *Astarte crenata*, *M_o* – *Myriochele oculata*, *Th* – *Thracia* sp., *W_c* – *Waldheimia cranium*, *O_s* – *Ophiura sarsi*, *M_s* – *Maldane sarsi*, *Ch* – *Chone* sp., *B_f* – *Brisaster fragilis*, *Sp* – *Porifera* sp.

Заштрихованные участки маркируют доминирование *Spiochaetopterus typicus*. Верхний индикатор и вертикальная шкала показывают многолетние вариации среднегодовой температуры воды в слое 0–200 м на Кольском разрезе

всего, обусловлено тем, что большая часть Кольского разреза находится в переходной зоне между Атлантической бореальной и Арктической биогеографической областями, где нет существенного (устойчивого) преобладания ни бореальных, ни арктических видов.

Несмотря на то, что небольшой объем материала, собранного в 1935 г., не позволяет однозначно судить о видовом составе и доминирующих формах зообентоса вдоль всего разреза в соответствующий период, можно, однако, утверждать, что на первых станциях южнее 72° с. ш. структура сообществ была промежуточной по своим характеристикам между 1947 и 1995 гг. Наблюдениям, выполненным в 1935 г., предшествовали годы как с позитивными, так и с негативными температурными аномалиями.

В настоящий момент преждевременно рассматривать те или иные доминирующие виды в качестве индикаторов периодов потепления или похолодания в Баренцевом море. Вполне возможно, что качественная и количественная структура донного населения, зарегистрированная в различные годы, отражает более тонкие гидрологические изменения, нежели анализируемые сейчас, либо является результатом

межвидовых взаимодействий или следствием антропогенного воздействия.

Это предположение в определенной степени подтверждают результаты исследований, представленные в более ранних публикациях [Blacker, 1957; Dyer et al., 1984], в которых показано, что прямое сопоставление материалов фаунистических сборов, выполненных в разные временные периоды, часто приводит к неправильным выводам. Так, Р. Блэкер [Blacker, 1957], сравнивая распределение атлантических и арктических видов зообентоса (по результатам наблюдений 1878–1914 (51 станция), 1923–1931 (129 станций) и 1949–1955 гг. (более 200 станций)), собранных с использованием разных методов отбора проб, пришел к выводу о расширении ареалов атлантических видов вокруг о. Медвежий и у западных берегов Шпицбергена в результате потепления. Однако позже, при сопоставлении данных, полученных в 1978–1981 гг. (период похолодания), с результатами Р. Блэкера [Blacker, 1957] 1949–1959 гг. (период потепления) эти выводы не подтвердились [Dyer et al., 1984]. Причины этого, по-видимому, могли заключаться не только в различиях орудий и методов сбора, но и в различной целенаправленности отдельных экспедиций.

Устойчивое потепление Баренцева моря, наблюдающееся в последние годы, сопровождается все большим количеством находок видов бореального происхождения. Однако, справедливости ради следует отметить, что это в основном виды, относящиеся к эпифауне, многие представители которой способны быстро реагировать на изменение условий среды. Кроме того, известно, что бореальные виды, многие из которых имеют планктонную личинку, реагируют на повышение температуры изменениями конфигурации и размеров районов обитания гораздо быстрее, чем арктические формы реагируют на понижение температуры, поскольку личинки последних обычно лишены продолжительных планктонных стадий [Thorson, 1950]. Необходимо также отметить, что жизнедеятельность организмов в большей степени зависит не от изменения среднегодовых температур, а от изменения биологически значимой температуры (температура созревания, размножения, личиночного развития и т. д.). Поэтому в результате климатических флуктуаций часто происходит не изменение границ или площадей районов обитания каких-либо видов, а изменение численности их особей в пограничных популяциях, с чем, в основном, и имеют дело большинство исследователей [Galkin, 1998].

Не всегда исследователи учитывают, что усиление или ослабление поступления атлантических вод в Баренцево море сказывается на температурных условиях северо-восточных районов Баренцева моря с задержкой в один год. Процесс охлаждения этих водных масс за счет теплообмена с атмосферой протекает относительно самостоятельно и преимущественно в зимний период [Матишов и др., 1998]. В результате, температурные аномалии атлантических вод, пересекающих с запада «Кольский меридиан», могут не соответствовать по времени температурным аномалиям в районах моря восточнее, особенно в придонных слоях. Хотя устойчивое потепление, начиная с 2010 г. [Карсаков и др., 2016] должно сглаживать разницу температур на юго-западе и северо-востоке.

Неверным выводам об изменениях в структуре донной фауны могут способствовать и мозаичность в распределении поселений многих видов зообентоса, несовпадение местоположения станций сбора материала, большие погрешности в определении местонахождения судов (раньше это часто имело место), а также использование в качестве индикаторных видов мелких форм, которые могли быть не замечены более ранними исследованиями в связи с несовершенством орудий лова.

АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ЗООБЕНТОС И ЕГО УЯЗВИМОСТЬ В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ

Развитие нефтедобычи на шельфе, расширение сети транспортных систем и рост добычи рыбных и нерыбных ресурсов в Баренцевом море должны сопровождаться ростом антропогенной нагрузки на донную систему Баренцева моря. Еще в начале 1990-х гг. было выявлено и оценено негативное влияние промысла донных рыб на поселения донных беспозвоночных, биомасса которых существенно снижается в районах с интенсивной промысловой нагрузкой [Денисенко, Денисенко, 1991]. При этом зависимость величины общей биомассы зообентоса от интенсивности тралений оказалась практически функциональной (коэффициент линейной корреляции при запаздывающем смещении значений биомассы на четыре года составляет 0.994) [Denisenko, 2001] (рис. 8.3.10).

Общая биомасса изъятых донными тралами зообентоса также определяется интенсивностью промысловой нагрузки [Денисенко, Денисенко, 1991] и в разных районах моря неодинакова, но в целом может быть сопоставима с объемами ежегодного вылова демерсальных рыб.

Деградация донных экосистем Баренцева моря под влиянием тралового промысла продолжается и в текущем столетии [Манушин и др., 2008], хотя норвежскими и российскими исследователями уже начаты разработки щадящих методов лова рыбы буксируемыми орудиями лова с целью снижения негативного воздействия на биоту водоема [Денисенко, Згуровский, 2013; Голенкевич, 2013; Christiansen, 2013].

Помимо рыбного промысла свой вклад в деградацию поселений зообентоса в Баренцевом море внесла также и нерациональная добыча биоресурсов донных беспозвоночных. Оконтуренные в Баренцевом море в конце 1980-х годов [Денисенко, Близниченко, 1989] и вовлеченные в 1990-х годах в промысловую эксплуатацию поселения исландского гребешка *Chlamys islandica* (Müller) к 2010 г. оказались почти полостью истощенными, либо еще не восстановились после бесконтрольной работы иностранных судов (поселения на Медвежинско-Шпицбергенском мелководье и Гусиной банке) (рис. 8.3.11). Катастрофическое разрушение донных экосистем в основном районе (Святоносском) промысловой добычи этих ценных деликатесных моллюсков российскими судами обусловлено нерациональной эксплуатацией запасов [Баканев, Золотарев, 2012; Носова и др., 2018] и значительным превышением научно-обоснованной нормы вылова [Денисенко, 1989].

На материалах по учету распределения мегабентоса, полученных с применением тралов в послед-

ние годы, показана зависимость величины биомассы донных животных размером более пяти сантиметров от численности бентосных хищников-вселенцев: камчатского краба *Paralithodes camtschatica* и снежного краба *Chionoecetes opilio* [Захаров и др., 2016]. В Баренцевом море камчатский краб уже давно и регулярно попадает в рыбопромысловые тралы, налажен и промышленный вылов этих ракообразных [Беренбойм, Пинчуков, 2010]. Ареал другого вида-вселенца (краба-стригуна опилио) стремительно расширяется и занимает сейчас почти три четверти водоема с наиболее плотными скоплениями в восточной части моря [Павлов, Баканев, 2012; Захаров и др., 2018].

Предполагается реальная возможность развития жестких конкурентных отношений между названными крабами и другими потребителями зообентоса – бентосоядными рыбами, птицами и млекопитаю-

щими. Баренцево море в условиях продолжающегося современного потепления Арктики оказалось весьма благоприятным районом для их обитания, и это может крайне негативно сказаться на биоресурсах и промысловых запасах демерсальных рыб в водоеме.

Кроме деформации сложившихся трофических отношений в экосистемах потенциальная угроза от вселенцев заключается в распространении паразитарных инвазий в популяциях атлантической трески, поскольку камчатский краб является промежуточным организмом-хозяином паразита *Trypanosoma turmanense* данного вида рыб.

В настоящее время ведутся тщательные исследования по оценке воздействия тихоокеанских крабов на аборигенную биоту водоема, где эти виды не имеют естественных врагов, и их численность практически не регулируется. Угроза экосистемам и морским био-

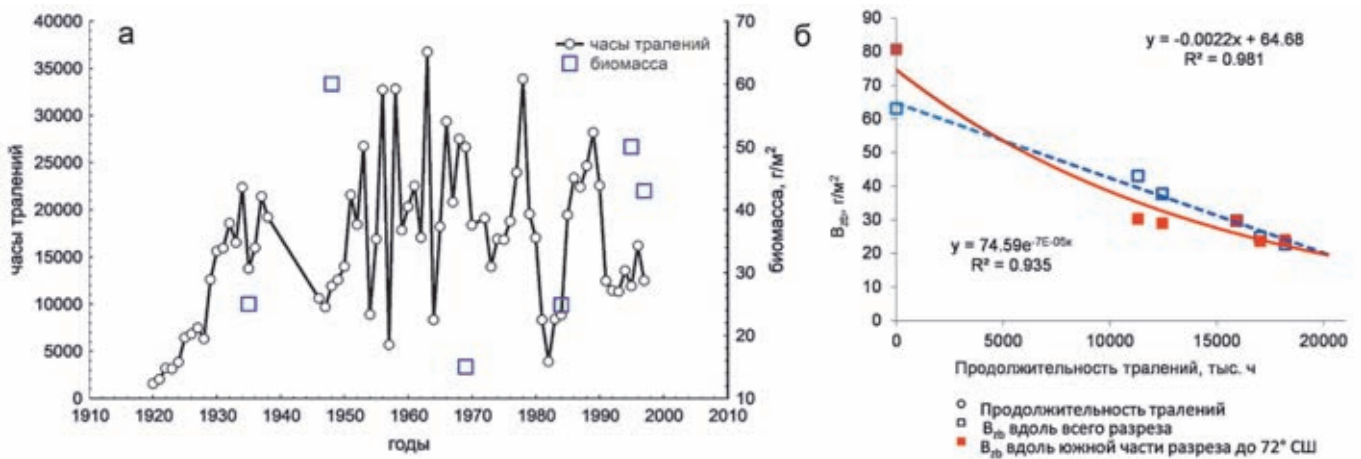


Рис. 8.3.10. Среднегодовая траловая активность (3-летние скользящие средние) и биомасса зообентоса вдоль разреза «Кольский меридиан» в период с 1920 по 1997 гг. (а) и соответствующая зависимость биомассы зообентоса (4-летнее запаздывание) от траловой активности (б) [Денисенко, 2013]

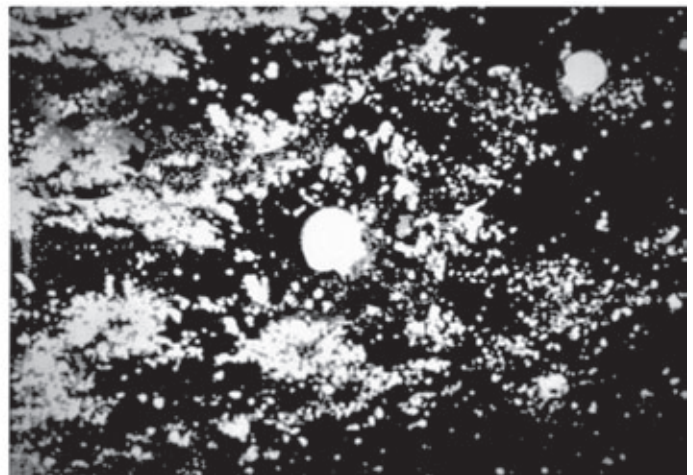
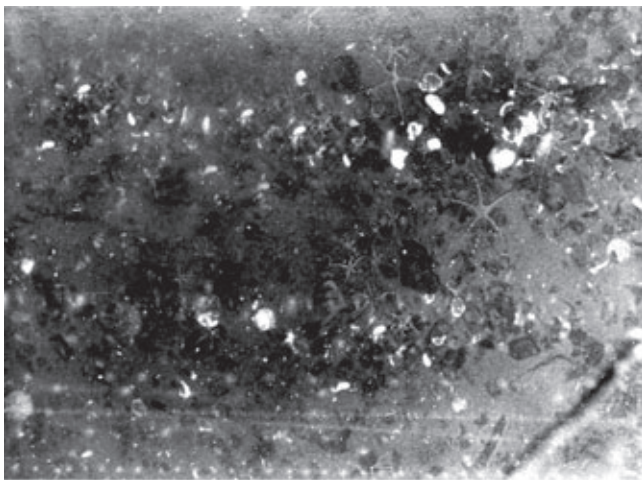


Рис. 8.3.11. Следы драги на дне (слева) и косвенная промысловая гибель гребешков (справа) на Северном склоне Гусиной банки в октябре 1988 г. [Денисенко, 2013]

ресурсам заключается не только в непосредственном подрыве кормовой базы рыб и соответствующем обострении пищевой конкуренции, но и в массовом уничтожении крабами ценных промысловых беспозвоночных и даже рыб [Кузьмин, Гудимова, 2002]. Вместе с тем информации о воздействиях, оказываемых тихоокеанскими вселенцами все еще недостаточно.

Наряду с нерациональной эксплуатацией биоресурсов, сознательным вмешательством человека в сложившееся биоразнообразие и естественным проникновением в фауну водоема чужеродных элементов к антропогенно-индуцированному угнетению или деградации донных сообществ обычно приводит и сильное загрязнение. При этом долгоживущие виды замещаются короткоживущими оппортунистическими формами, более приспособленными к неблагоприятным условиям окружающей среды. В связи с этим неотъемлемой процедурой при разведке и разработке морских нефтегазовых месторождений становится фоновая и мониторинговая оценка состояния донной фауны. Проведение таких исследований признано Министерством охраны окружающей среды и природных ресурсов Российской Федерации (в середине 1990-х годов) обязательной составной частью оценок воздействия на окружающую среду (ОВОС) любой хозяйственной деятельности в промышленных масштабах.

Существует несколько подходов к оценке состояния зообентоса, но для оценок воздействия на окружающую среду в основном используются методы, учитывающие биоразнообразие и количественную представленность. Для Баренцева моря в целом и отдельных его районов выполнены оценки состояния донных экосистем с применением индекса разности информационных выравниваний биомассы и численности таксонов [Де-

нисенко, 2006], на основании чего для 1920–1930-х и 1950-х гг. были выделены зоны стрессового состояния зообентоса в районах проливов Карские Ворота и Югорский Шар, Поморского пролива и острова Долгий (рис. 8.3.12) [Денисенко, 2013].

Проанализировав конфигурацию и возможные причины появления этих зон, можно сделать вывод, что в районе Карских Ворот и Югорского Шара стрессовое состояние зообентоса является результатом периодического затока холодных вод из Карского моря, усиливающегося в годы с ослабленной адвекцией атлантических вод в Баренцево море [Karcher et al., 2003]. Вместе с тем, эти зоны могут маркировать области штормовых поступлений больших объемов взвеси, высокие концентрации которой угнетают поселения животных с фильтрационным типом питания. Поступление взвеси из Белого моря и взмучивание осадков в результате длительных штормов юго-западных направлений имели, по-видимому, место и в районе Поморского пролива, и на мелководье вокруг о-ва Долгий, и к северо-западу от него. В этих же районах, по данным авиаучета, постоянно располагаются линные и предмиграционные скопления морских уток [Краснов и др., 2002], питающихся зообентосом и способных существенно снижать относительную численность крупных организмов в донных сообществах.

Антропогенный фактор в рассматриваемые периоды времени не мог быть причиной экологического стресса в Печорском море, поскольку активная хозяйственная деятельность в регионе началась лишь в конце 1960-х годов и стала более или менее значимой только в 1990-е годы.

Для начала текущего столетия аналогичным методом выявлены зоны загрязнения на выходах из

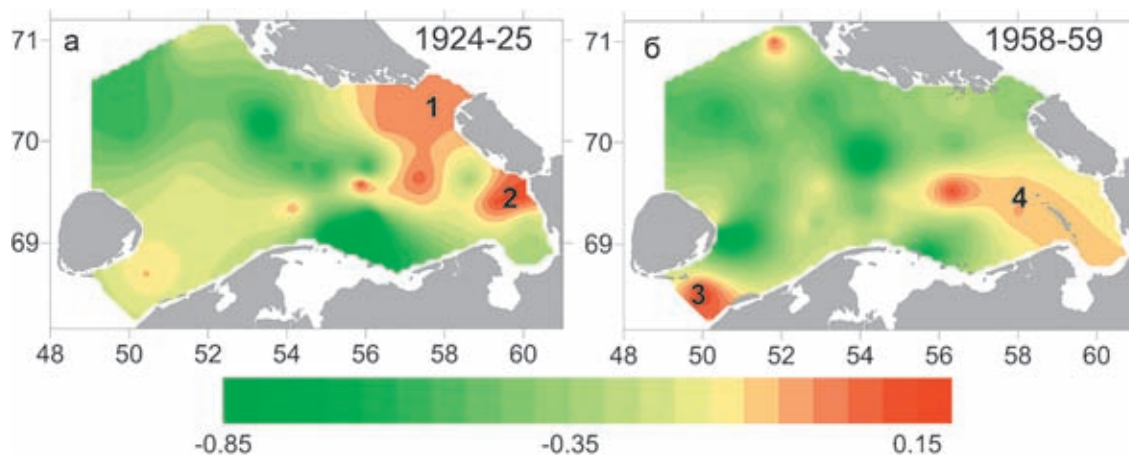


Рис. 8.3.12. Предварительно выделенные зоны неблагоприятного состояния зообентоса в Печорском море в 1924–1925 гг. (а) и в 1958–1959 гг. (б) ($D_E > 0$, градиентная заливка [Денисенко, 2006; Denisenko et al., 2019]).

1 – Карские Ворота, 2 – Югорский Шар, 3 – Поморский пролив, 4 – Северо-Долгинское мелководье

губ восточного побережья п-ова Рыбачьего и в Мотовском заливе Западного Мурмана, которые маркируют места регулярных стоянок судов. В южной части Баренцева моря обнаружен район с неблагоприятным состоянием зообентоса на выходе из Воронки Белого моря, а участки околокритического состояния донных сообществ зообентоса (значения $-0.1 < D_E < 0.1$) – в районах наиболее интенсивного промысла донных рыб [Anisimova et al., 2010].

Развитие новых технологий, увеличение объемов промышленного и сельскохозяйственного производства, расширение транспортных сетей и систем передачи энергии и энергоносителей сопровождаются ростом техногенно-индуцированных рисков для биосферы, в том числе и в Арктике. Для донных экосистем Баренцева моря в настоящее время реальная угроза исходит преимущественно от рыбопромысловой активности, которая в результате плановой и поисковой деятельности флотов постоянно оказывает негативное воздействие на морскую биоту, вызывая определенные экосистемные нарушения [Денисенко, 2007]. Риск для здоровья людей – вероятность развития у местного населения неблагоприятных психофизиологических состояний в результате реального или потенциального загрязнения – отступает на второй план, поскольку сама среда обитания человека никоим образом не подвергается какому-либо существенному воздействию.

Опасность возникновения каких-либо масштабных загрязнений в настоящее время достаточно гипотетична, однако в ближайшие годы она может стать реальной в результате нефтяных разливов, часто сопровождающих разведку и промышленную эксплуатацию месторождений углеводородного сырья.

В настоящее время существует только одна карта, реально оценивающая уязвимость донных экосистем Баренцева моря для терминальных воздействий [Денисенко, Любин, 2013] (рис. 8.3.13). Несколько раньше была опубликована карта интегральной оценки уязвимости всей биоты Баренцева моря при нефтяных загрязнениях [Шавыкин, Ильин, 2010], которая была построена по упрощенной методике западных исследователей [Offringa, Lahr, 2007]. Интегральная уязвимость какого-либо участка на этой карте определяется как результат суммирования сезонных произведений ранжированной численности (биомассы) основных компонентов биоты в конкретный сезон на коэффициент уязвимости этого компонента от действия нефти (выводится с учетом летальных концентраций). При этом вышеназванные авторы рассматривают уязвимость организмов, слагающих конкретную популяцию или сообщество, обратно пропорциональной их способности к восстановлению.

К основным недостаткам вышеупомянутой карты А.А. Шавыкина и Г.В. Ильина [2010], кроме использования достаточно умозрительных и крайне обобщенных коэффициентов и показателей, можно отнести полное игнорирование биоразнообразия, которое является общепризнанной характеристикой благополучия окружающей среды.

Объем настоящего обзора не позволяет детально изложить имеющиеся предложения по совершенствованию существующих методик построения морских карт экологического риска и экологической уязвимости. Отметим, однако, что такие карты обязательно должны основываться не только на оценках возможного ущерба, но и на оценках необходимого времени восстановления доимпактного состояния биоты после терминального воздействия, включая биомассу и биоразнообразие. В связи с этим достаточно перспективным представляется метод, предложенный В.В. Дроздовым [2018], который предусматривает «интегральную оценку устойчивости шельфовых экосистем к техногенному воздействию на основе применения обоснованных структурных биоценотических, динамических гидрологических и океанологических индикаторов, обладающих высокой информативностью и относительной простотой определения».

В основу построенной нами карты уязвимости донных экосистем Баренцева моря при терминальных воздействиях положены данные о среднемноголетнем распределении биомассы, пространственном распределении биоразнообразия и продукционных возможностях макрозообентоса. Последний выбран нами из всех компонент морской биоты, как наиболее успешно используемый индикатор и интегратор естественных и антропогенно индуцированных изменений окружающей среды.

В рассматриваемом случае чувствительность экосистем при терминальных воздействиях (R_t) была приравнена к потенциальному времени их восстановления и вычислялась как константа пропорциональности k , помноженная на биомассу (B) и информативное биоразнообразие (H') бентоса по биомассе таксонов, отнесенная к скорости продуцирования биомассы донного населения (P):

$$R_t = k \cdot B \cdot H' / P.$$

Продукцию или скорость продуцирования биомассы бентоса вычисляли отдельно для каждого таксона (преимущественно в ранге вида) с учетом глубины и температуры обитания в конкретной точке [Brey, 1999].

Полученная нами карта экологической чувствительности донных экосистем Баренцева моря достаточно сильно отличается от построенной

А.А. Шавыкиным и Г.В. Ильиным [2010], где использовались экспертные, весьма ориентировочные балльные оценки способности к восстановлению (recoverability) таких крупных экологических групп как фито- и зоопланктон, фито- и зообентос, птицы, рыбы и т.п. На нашей карте наблюдается тенденция роста чувствительности в северо-восточном направлении, в то время как на всех сезонных картах вышеупомянутых коллег тенденция роста имеет только южное направление. Скорее всего, это связано с переоценкой уязвимости названными авторами таких компонент биоты, как рыбы, птицы и морские млекопитающие. Как было сказано выше, удельная биомасса последних (биомасса на единицу площади) несравненно мала по отношению к бентосу, но субъективно так называемый «фактор восприятия риска» заставляет экспертов оценивать ущерб от их гибели намного большим, нежели от гибели бентоса. Вместе с тем, многие фонообразующие представители донного населения в высоких широтах имеют сопоставимую с рыбами, птицами и млекопитающими продолжительность жизни, а некоторые доживают даже до 250–450 лет [Wanamaker et al., 2008].

Зоны наибольшей чувствительности на нашей карте располагаются в основном на крупных подво-

дных возвышенностях, и такая их приуроченность к естественным геоморфологическим структурам с наибольшим биоразнообразием может свидетельствовать в пользу правдоподобности полученных нами результатов (рис. 8.3.13).

Карта экологического риска разрушения донных экосистем под влиянием рыбопромысловых тралений (рис. 8.3.14, а,б) была построена нами путем наложения карт распределения биомассы в 1968–1970 гг. и интенсивности донных тралений в эти же годы. На ней четко просматриваются зоны воздействия рыбопромысловых флотов на донные экосистемы Баренцева моря. Тенденция увеличения риска имеет выраженное юго-западное направление, что обусловлено расположением традиционных районов лова трески и других демерсальных рыб, а последние предпочитают большую часть года держаться в водах с положительной температурой.

Интересно, что преимущественно эти же районы населяют донные сообщества с минимальным временем восстановления после терминальных воздействий. По-видимому, они уже адаптировались к постоянным траловым воздействиям и представлены в основном видами-оппортунистами с жизненной *r*-стратегией.

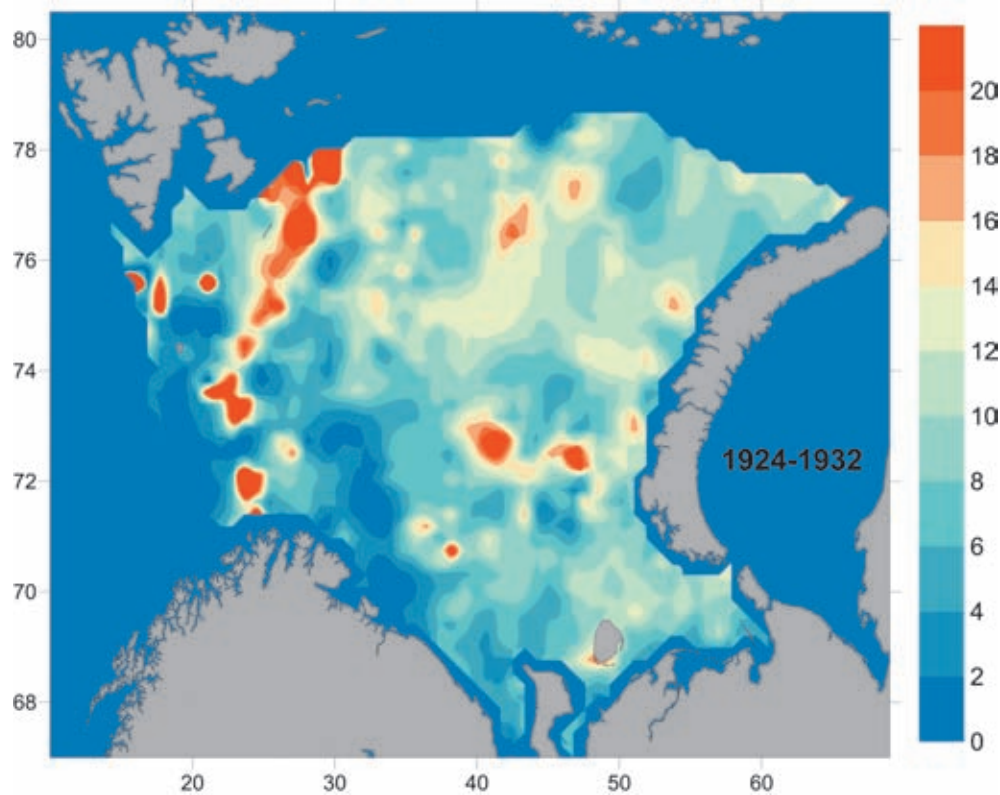


Рис. 8.3.13. Карта относительной экологической чувствительности донных экосистем Баренцева моря к терминальным воздействиям для 1924–1932 гг. [Денисенко, Любин, 2013]

Таким образом, предлагаемый нами подход к построению карт экологической чувствительности и наносимого ущерба представляется менее схематичным и тенденциозным, нежели метод, использован-

ный для построения карты интегральной уязвимости [Шавыкин, Ильин, 2010]. Главным его преимуществом является использование конкретной информации по биоразнообразию и биопродукционному

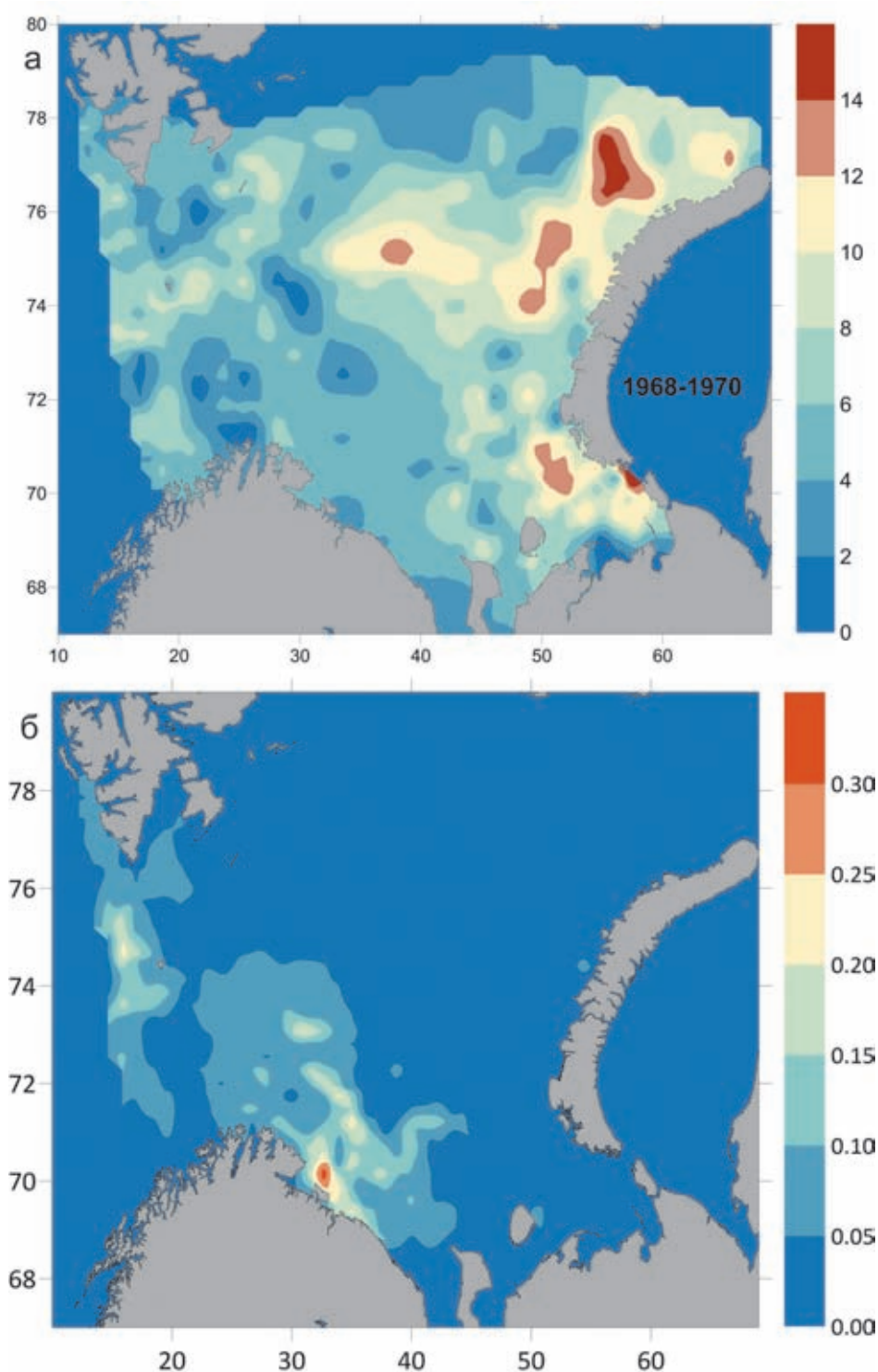


Рис. 8.3.14. Карта относительной экологической чувствительности донных экосистем Баренцева моря к терминальным воздействиям для 1968–1970 гг. (а) [Денисенко, Любин, 2013] и карта вероятности потери 15% биомассы зообентосом в результате донных тралений в эти же годы (б)

потенциалу морских экосистем. Выбранная в качестве примера компонента (бентос) отнюдь не означает, что построение карт должно ею и ограничиваться. Другие компоненты биоты также необходимо учитывать, но при этом целесообразно отказаться от использования каких-либо факторов психологического восприятия риска и оценивать воздействие на конкретные биологические объекты (хотя бы только фонообразующие виды), а не на категории, учитывая их реальные, а не экспертные, параметры и характеристики.

Источник финансирования. Работа выполнена в рамках госзадания Минобрнауки (тема № АААА-А19-119020690072-9 «Таксономия, биоразнообразие и экология беспозвоночных российских и сопредельных вод Мирового океана, континентальных водоемов и увлажненных территорий»). Отдельные этапы работы были поддержаны Российским фондом фундаментальных исследований (проект № 18-05-60157 «Вековые изменения водных экосистем Арктических морей России, современное состояние и прогноз»).